

## A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel

Civilizációnk nem kis mértékben a környezet szakszerűtlen használatán alapul. A növekvő népességgel párhuzamosan olyan gazdasági rendszert működtetünk, mely a termelés és fogyasztás fajlagos növelésére ösztönöz. Ebből adódóan a környezet igénybevétele hatványozottan jelentkezik. Az ásványi nyersanyagok kitermelése és felhasználása a közelmúltig úgy történt, mintha a készletek kimeríthetetlenek lennének a Földön.

### *A környezetszennyezés forrásai és következményei*

A természetes anyagok feldolgozása során a végtermék mellett szemét és hulladék képződik. A fogyasztás is a termékek további átalakítását jelenti szemétté, hulladékká (ADRIANO, 1986; VÁRALLYAY, 1990a,b; CSATHÓ, 1994; SZABÓ, 1996; VÁRALLYAY & NÉMETH, 1996).

Az USA lakossága alig felével emelkedett a II. Világháborút követő évtizedekben, míg a környezet szennyezése hétszeresére nőtt. A terhelés 80–85 %-ban arra vezethető vissza, hogy 1946 óta új gyártástechnológiákat (műanyagok, műtrágyák, növényvédő szerek, villamosipari és energetikai termelés stb.) vezettek be. A környezetkímélő eljárások helyett hazánkban is olyan technológiák terjedtek el, melyek az ingyen felhasználható levegőt, vizet, talajt, élővilágot terhelik. A költségesebb újrahasznosítás, szennyvíztisztítás, zártabb termelési ciklus csökkentette volna a versenyképességet. Csak az utóbbi évtizedekben tudatosul, hogy a környezetkímélő eljárások megdrágíthatják ugyan az egyes termékeket, de az élet egésze olcsóbbá válik. A tiszta környezet megóvása nagyságrendekkel olcsóbb, mint a szennyezett tisztítása. Utóbbi, amennyiben egyáltalán lehetséges, a társadalom egészének áldozatvállalását igényli (ALTLASTEN-KOMMISSION NRW, 1989; EIKMANN & KLOKE, 1991, 1993).

A szárazföldi állatokhoz hasonlóan az ember is a talajból származó élelemre utalt döntően. Az életközösségek, növények, állatok, az ember genetikailag lassan változnak. A földi élő rendszerek nem képesek rövid távon alkalmazkodni a drasztikus környezeti átalakulásokhoz. A városi ember vérében, vizeletében, szöveteiben pl. az ólom- és kadmiumtartalom nagyságrendekkel megnőhet, hosszú távon kiszámíthatatlan következményekkel. Amennyiben drasztikus javulás nem történik utódainknak talán már nem is lesz lehetősége megszabadulni a szennyezéstől. A tisztítás ugyanis oly sok energiát igényelhet újabb szennyezést indukálva, hogy a gyakorlatban már ki-vihetatlenné válik (LISK, 1972; PURVES, 1985; FERGUSON, 1991).

A környezetszennyezés, elsősorban a légszennyezés fő forrásai: a közlekedés, a fosszilis tüzelőanyagok (mint a szén és az olaj) égetése (fűtés, energiatermelés), metallurgiai ipar, bányászat stb. A települések, valamint az ipar növekvő szemétermelése, szennyvize mellett nem elhanyagolható a mezőgazdaság terhelése műtrá-

gyákkal, peszticidekkel, szerves trágyákkal, mezőgazdasági eredetű szennyvizekkel, iszapokkal és porral. A szennyezők jelentős része közvetlenül a levegőbe kerül gázok, gőzök, füst, korom, por alakjában. Bizonyos idő után száraz vagy nedves üledékként kicsapódnak, a felszínre jutnak. A talajok és növények összetétele jelezheti a szennyezést. A vízbe kerülő anyagok a lebegő vagy leülepedő kolloidokhoz kötődnek, vagy oldatban maradnak és beépülhetnek a vízi élőlények testébe. A vizek, vízi élőlények (növények és állatok), valamint az üledékek analízise szintén jelzi a szennyezés mértékét.

Az élőlények bizonyos csoportjai különösen érzékenyek a terhelésre, visszaszorulásuk vagy kipusztulásuk a növekvő szennyezésre utalhat. (Lásd a békák eltűnését vízpartjaink többségéből). A légszennyezés kiváló indikátorai pl. a zuzmók. Budapest nagy része napjainkban sivatagnak minősül a legtöbb zuzmófaj számára. A közeg (levegő, víz, talaj) szennyezettsége mérhető közvetlenül is. A mérés azonban nem tükrözi az élővilágra gyakorolt hatást, a környezet és a szervezet kölcsönhatását, a táplálékláncba kerülést vagy a felvétel hiányát. A biotest vagy bioindikátor gyakran jobban tájékoztat a környezet minőségének változásáról (KOVÁCS & PODANI, 1986).

Az élő szervezet rendelkezik azzal a képességgel, hogy a nyomokban jelen levő elemeket gyakran sokezerszeresen is koncentrálja testében, így az emberi tevékenység nyomán szétszóródó anyagokat szelektíven felhalmozza. A bioindikátorok lehetővé teszik olyan anyagok mozgásának vizsgálatát is, melyek a közegben (levegő, víz, talaj) alig mérhetők, vagy kimutathatatlanok még a jelenkori technika számára is. Ilyenek lehetnek a mikroorganizmusok, zuzmók, gombák, mohák, cserjék, útszéli gyomfajok, városi sorfák, vízi és szárazföldi kultúrnövények. Hasonlóképpen a vízben és a szárazföldön élő állatok szervei, valamint az ember is. A terhelés kimutatására gyakorta azon növényfajokat alkalmazzuk, melyek jelentős akkumulációs képességgel és rezisztenciával rendelkeznek. A vízinövények nemcsak jelezhetik a tavakat érő terhelést, hanem nagy fitomasszájuk és akkumulációs képességük révén részt vesznek az állóvizek biológiai tisztításában is. Feltéve, ha a burjánzó vízinövényzet rendszeres összegyűjtésére és elszállítására sor kerül (KOVÁCS et al., 1982).

Vajon létezhet-e közös mértékegység a levegő, víz, talaj, növény, állat, ember, tehát az egész élettér terhelésének mérésére? Nyilvánvalóan nem, hiszen más minőségű objektumok és szervezetek számára más lesz a veszélyes vagy nemkívánatos koncentráció. A védelem középpontjában az ember áll, a tápláléklánc végén elhelyezkedő, biológiailag érzékeny és veszélyeztetett élőlény. Aki tudatosult cselekedeteivel helyreállíthatja majd a természettel megromlott viszonyát, az élettér egészének harmóniáját. A szennyezett környezet visszatükröződik bennünk és fizikálisan is érintkezünk vele látás, hallás, ízlelés, szaglás, belélegzés és fogyasztás útján.

Szervezetünk terhelése lényegében négy úton történik: a belélegzett szennyezett levegő és por, valamint az elfogyasztott élelem és ital által. A káros anyagok jelenlétét (pl. Hg, Cd, Pb) sem az állat, sem az ember nem észleli az élelemben. Ösztöneink különösen nem alkalmasak a mesterségesen kezelt élelmiszerek terhelésének felismerésére, kiszűrésére. Nincs tehát természetes minőségellenőrzési védelmi rendszerünk, szerzett tudásunkat kell segítségül hívni. E téren a kémiai elemzés orientálhat. A káros anyagok nemkívánatos hatása összeadódhat és nemcsak egy-egy funkciót vagy szervet érint. Az emberi test egésze károsodik (idegrendszer, a vese és máj funkciói, vérképzés, légzőszervek, szaporodási és genetikai anomáliák, rákképződés stb.). A toxikus hatások közül talán legsúlyosabbak hosszú távon azok a genetikai anomáliák, melyek az ember fennmaradását veszélyeztetik az utódok degenerációja, károsodása útján.

*A toxicitás problémája és a határkoncentrációk megállapítása*

Toxikusnak tekintünk egy anyagot (kémiai elemet, vegyületeit, szerves anyagot), amennyiben káros hatást fejt ki a talajra, növényre, állatra, emberre. Számos ásványi elem nélkülözhetetlen vagy legalábbis előnyös élettani hatású, de mérgezővé vagy károsná válik túlsúlya esetén. A károsság tehát az adag, a terhelés, ill. a koncentráció függvénye. A toxicitás más oldalról is relatív fogalmat takar. Mértékét a fajlagos, azaz egységnyi koncentrációra eső negatív hatással (terméscsökkenés, megbetegedés) mérhetnénk. Ez a hatás nem független azonban a környezetben előforduló más anyagok, kémiai elemek jelenlététől vagy hiányától, a lehetséges kölcsönhatásoktól.

Még a káros anyag/elem is kifejthet áldásos hatást, amennyiben más toxikus anyag/elem nemkívánatos befolyását ellensúlyozza. Így pl. a káros Cd-túlsúlyt Zn-kezeléssel részben ellensúlyozhatjuk, mivel antagonisták kationok. Terápiás célokra használunk olyan mérgező elemeket, mint a higany, ólom, arzén, bizmut stb. A felvétel ill. a megkötődés folyamán megnyilvánuló kémiai, fiziko-kémiai jelenségek (mint a kation és anion antagonizmus/szinerizmus stb.) lejátsszódhatnak a talajban, növényben, állati és emberi szervezetben egyaránt és módosítják az egyes elemek vagy káros anyagok mérgező jellegét. Hasonlóképpen a toxikus anyag felvehetősége és hatása (PAIS, 1991).

Ez a hatás függ az expozíciós időtől is. A rendszeres, tartós, kis adagú terhelés alattomosabb lehet, mert nehezebben észrevehető az akkumuláció. A növekvő terhelés krónikus zavarokat, míg az egyszeri nagy adag akut megbetegedést, a letális dózis pedig pusztulást okozhat a szervezetben. Másként jelentkezik a károsodás a fejlődés különböző stádiumaiban, eltérhet nemenként, fajonként, egyedenként. A higany és ólom különösen veszélyes a gyermekekre, a kadmium pedig – részben csontlágyulást is előidézve – az idősebb nőkre. Az érintett szervek is különbözhetnek. Így pl. a Cd és Hg főleg a vesében és a májban, míg a Pb az agysejtekben és a csontokban raktározódik. A kétszikűek mikroelemkészlete meghaladja az egyszikűekét, a gyökérgumós és zöldlevelű növényi részek károsolem-tartalma a gabonamagvakét. Utóbbiak genetikailag védettek, stabilabbak (PURVES, 1985; FERGUSON, 1991).

Fontos lehet, hogy a káros anyag milyen formában található. A toxicitás kritériuma, hogy az anyag könnyen oldható ill. felvehető/emészthető legyen. A metil-higany vegyületek erős mérgek, míg a HgS oldhatatlan semleges anyag. Hasonlóképpen a bárium oldható vegyületei mérgezőek, míg szulfáttal képzett sóját kontrasztanyagként használják a gyomor röntgenvizsgálatainál. Meghatározó lehet az ionos állapot, az oxidációs fok. A Cr(III)-vegyületek nem mérgezőek, míg a Cr(VI) erős mérgező és rákkeltő. Megemlítendő, hogy egyes források szerint a Cr(III)-vegyületek bizonyos talajokban oxidálódhatnak és idővel mérgezővé válhatnak. Hasonló a helyzet az As(III)- és As(V)-ionokkal, utóbbiak mérgezőek.

Humán szempontból lényeges a szervezetbe kerülés, ill. a felvétel módja. Legveszélyesebb az injekálás (közvetlen véráramba jutás), ezt követheti az emésztőrendszerbe, tüdőbe kerülés, a belélegzés. Fontos az emészthetőség, hiszen az élelmiszerekből bizonyos anyagok 100 %-ban felszívódhatnak, míg mások a vizelettel és a bélárral gyorsan kiürülnek a szervezetből káros következmények nélkül (FEKETE, 1997; HINESLY et al., 1985).

Nem elhanyagolható a diszperzitás foka, az eloszlás. A szemcseméret csökkenésével ugrásszerűen nő az anyagok fajlagos felülete, mely meghatározza reakcióképességüket. Különösen veszélyesek e tekintetben a kolloidális porok, melyek felületén a

toxikus szennyezők koncentrálnak. A finom porok lassan ülepednek ki az atmoszférából, tartós szennyezőkké válnak, messzire eljutva regionális vagy globális, egész Földet érintő terhelést jelentenek. A felületi hatások miatt a kolloidális méretű diszperz rendszerek fotokémiai reakciókra hajlamosak, füstködöt (szmog) képezve. A folyékony, szilárd és gáz halmazállapotú szennyezők komplexen, egymás hatását felerősítve súlyos károsodást okozhatnak a nagyvárosok és iparvidékek körzetében. A légkör aeroszolmintáinak káros anyag dúsulási együtthatója az átlagos talajösszetételhez viszonyítva akár a 2–3 nagyságrendet is elérheti (LÁNG, 1974; NRIAGU, 1989; MÉSZÁROS et al., 1993; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984; KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995).

*Összefoglalva* megállapítható, hogy a toxicitás problémája rendkívül összetett. A mérgező vagy káros hatás függhet számos tényezőtől, mint a koncentráció, ionállapot vagy oxidációs fok, expozíciós idő, vegyület formája, fizikai eloszlás és fajlagos felület, a rendszerben előforduló más anyagok jelenléte és azokkal való kölcsönhatás, az élő szervezettel történő érintkezés módja és a bejutás körülményei (felületre, táplálékba, közvetlenül vérbe vagy tüdőbe). A környezeti feltételek módosítják a hatást, melyet a toxicitási határkoncentrációk megállapításánál nem tudunk kellően figyelembe venni. A megadott határértékek ebből adódóan viszonylagosak, relatívak. Nem kevésbé meghatározó természetesen az egyéni szervezet kondíciói, genetikai adottsága, ellenálló képessége stb.

#### *A talajvizsgálatok problémája*

A talaj szennyezettségének megítélését szolgáló terhelési határértékek ugyan hatósági eljárás alapját képezhetik, hangsúlyozni kell azonban viszonylagosságukat. Tudatában kell lennünk a mintavétel és az analízis hibaforrásainak mértékéről. Még ha kelő gondossággal vizsgáltuk is meg a területet és becsültük a talajban a koncentrációkat, nem szabad elfelejteni, hogy a koncentráció önmagában nem sokat mond. Döntő a környezetre való hatás, a veszélyeztetettség, amely a hasznosítás és a talajviszonyok függvénye. Tehát az analitikai adatok csak a termőhelyi tulajdonságok ismeretében értelmezhetők, a szennyezési utakat feltárva alapozható meg a védelmi vagy szanálási intézkedés (BOWEN, 1979; BLUM, 1990; MOLNÁR et al., 1995; SILLANPÄÄ, 1982; SILLANPÄÄ & JANSSON, 1992).

Minden olyan káros terhelés, szerves vagy ásványi anyag, ill. technológia, mely a talaj funkciót veszélyezteti, talajszennyezésnek minősül. A szennyezés mértéke, a szennyezett terület minősítése, a veszélyeztetettség megítélése csak a megfelelő analitikai vizsgálatok alapján történhet. A talajvizsgálati eredmények értelmezése, kalibrálása az előzetesen kísérleti úton megállapított határértékek/határkoncentrációk bázisán valósítható meg. A szennyező anyagnak, magának a hulladéknak elemzése károsanyag-tartalomra a legtöbb esetben nem teszi lehetővé a talajszennyezés, ill. a veszélyeztetettség megítélését, nem prognosztizálható a környezetre gyakorolt hatás. A szennyezők ugyanis a talajban átalakulnak, szétterjednek, kölcsönhatásba lépnek a talajalkotókkal stb. Nem elhanyagolható az expozíciós idő szerepe a folyamatokban. Más oldalról pl. a régebbi személtlerakók történetét, anyagleltárát csak a legkritikább esetben ismerjük. Általában sokféle összetevőt tartalmaznak, melyek hatása, elterjedése, átalakulása kvantitatív prognózist nem tesz lehetővé (VESTER, 1982; NÉMETH et al., 1993, 1994).



A talajvizsgálatok célja megítélni a talaj szennyezettségi állapotát valamint azt a veszélyt, mely a szennyezőkből származhat (talajvízbe, növénybe jutás stb.). A szennyezettségi állapot becslésére egyelőre az összes tartalom szolgál. Az összes készletet azonban körülményes meghatározni, a gyakorlatban csak becsüljük az „összes” tartalmat valamilyen kémiai eljárással, leggyakrabban tömény savakkal kezelve a talajokat. Mivel a káros anyagok nagyobb része erősen megkötődhet a talajban (ásványokban, oxidokban), az összes tartalom keveset mond az anyag aktuális felvehetőségéről, mobilitásáról. Élettani, ökológiai és veszélyeztetési szempontból az oldhatóbb frakciók jelentősége fontos. Elemzésükkel bepillantást nyerhetünk a káros anyag talajbani kötési formáiba és ezzel becsülhető a jövőbeni felvehetőségük is.

Problémát jelenthet a módszer megválasztása. Különböző laboratóriumok azonos mintából, de részben vagy egészében más módszerekkel nagyságrenddel eltérő eredményeket nyerhetnek. Az egyes oldószerek elemenként, anyagonként eltérő frakciókat extrahálnak. Más lesz a kapott koncentráció (a kioldás) eltérő talajtulajdonságok esetén ugyanazon terhelésnél. Nincs olyan univerzális oldószer vagy módszer, mely mindenféle káros anyag mobilis vagy felvehető frakcióját kielégítően jellemezné eltérő talajokon. Mindenféle kémiai elemzés módszerfüggő, adatai a módszer ismerete nélkül nem értelmezhetők. A módszereket szabványosítani szükséges, hogy a vizsgálatokat szigorúan azonos körülmények között végezzék és eredményeik összevethetők legyenek. Ellenkező esetben az adatok még azonos módszeren belül sem hasonlíthatók össze, pl. ha eltér a talaj:oldószer aránya, kioldás időtartama, hőmérséklet stb.

A legtöbb nehézséget mind nemzetközi, mind hazai viszonylatban az okozza, hogy a vizsgálatok nem azonos módon történnek, eredményeik nem vethetők össze és nem általánosíthatók. A másik kulcsfontosságú kérdés az eredmények értelmezhetősége, a kalibráltság. Kísérletesen meg kell állapítani, hogy az adott módszer mennyit képes kioldani a talajba juttatott összes szennyezőből. Hasonlóképpen növénykísérletekben, eltérő hazai talajokon kalibrálni kell a „felvehető”-nek tekinthető frakciókat, hogy élettani és ökológiai értelmet nyerjenek. Ezek a kísérletes kalibrációs munkák, a talaj-elemzési és növényvizsgálati adatok közötti összefüggés-vizsgálatok időigényesek és költségesek. Elkerülhetetlenek azonban, mivel más természeti viszonyok között el nem végezhetők, külföldről nem importálhatók úgy, mint pl. a számítógépek vagy egyéb technikai eszközök (GYÖRI, 1975, 1984; KÁDÁR, 1992, 1995; NÉMETH et al., 1994).

A szennyezett területek vizsgálata és minősítésük összetett feladat, sokirányú ismeretet és jól szervezett, egymásra épülő tevékenységet jelent. Tágabban ide értendő

– a talajszennyezéssel összefüggő szervezeti, koordinációs, oktatási és propaganda munka;

– a tulajdonképpeni mintavételi, analitikai és laboratóriumi tevékenység;  
– az adatok értelmezése alapján a szennyezettség megítélése;  
– a veszélyeztetettség utak feltárásával a szükséges beavatkozások megtervezése;  
– a talajszennyezéssel kapcsolatos kutatások és összefüggés(kalibrációs)-vizsgálatok.

A talajtisztítási, kármentesítési beavatkozások hatékonyságát a leggyengébb láncszem limitálja. Általában elfogadott – és ismét hangsúlyozzuk –, hogy ebben a rendszerben a leggyengébb láncszem a talajmintavétel, valamint az adatok értelmezése terén a hiányos kalibráltság, a bizonytalan határértékek. A talajvizsgálatra épülő minősítés és beavatkozás csoportmunkát igényel, különböző szakemberek együttműködését és tudásuk felhasználását. A munkafázisok behatárolják, hogy milyen eredményes le-

het a program. Értelmszerűen nem lehet megbízhatóbb, mint amilyen volt a mintavétel, az analízis, a kalibráltság, az érintettek szakmai műveltsége és tapasztalata stb. A hibás döntés hatása tisztító lehet:

- helyenként túltisztítás történhet rendkívüli költségekkel, indokolatlanul;
- másutt a beavatkozás elmarad és a veszélyhelyzet állandósul;
- kárenyhítésre szánt területek prioritási sora nem érvényesül hosszú távon;
- hibás kockázatfelmérés nyomán a célszerű kárenyhítés nem tervezhető.

A kémiai elemzéssel kapott adatok tájékoztató jellegűek, szigorúan véve önmagukban nem jelentenek közvetlen toxikológiai vagy élettani értelmet. A hatásokat kell ismernünk. Minél szélesebbé és mélyebbé válik a hazai tapasztalat, kutatási háttér, annál eredményesebb lesz a beavatkozás. Kémiai eljárásokat, technológiákat átvehetünk külföldről. A szennyezők mozgására, átalakulására, hatására vonatkozó összefüggések azonban csak a hazai viszonyok között (talaj, víz, éghajlat stb.) állapíthatók meg. A talajtisztítási programok sikerét a nemzetközi tapasztalat szerint meghatározza a nemzeti háttérkutatások mennyisége és minősége, a felhalmozódó tudás és tapasztalat. Mivel minden szennyezés egyedi, egyedi megítélést is igényel. Az elmondottakból következik, hogy a helyileg előforduló szennyezés feltárásánál a helyismerettel rendelkező szakemberek nélkül sikeres munka nem végezhető. Számítógépes „programokkal” és a központi intézményekben tevékenykedő „adatbázis-kezelő” technikusokkal a helyismeret nem pótolható.

#### *Talajszennyezettség minősítése a talajvizsgálatok alapján*

A szennyezett talajok minősítésére elterjedt a hármas: *A*, *B*, *C* minősítési rendszer, mely kiegészül a mindenkor hasznosítási/érzékenységi kritériumokkal. Hangsúlyozni kell, hogy a határértékek nem alkalmazhatók sablonosan a helyi viszonyok ismerete nélkül. Minden esetben egyedi értékelést kell végezni, mert ezek a kritériumok csak általános iránymutatóul szolgálhatnak. A hármas minősítés abból kiindulva keletkezett, hogy a védendő objektumok eltérő tűrési és toxicitási megítélést kívánnak (LAGA, 1990).

*A* – a szennyezetlen talajt, annak felső határát, a megőrzendő minőséget jelenti. A talaj minden funkciója ép (multifunkcionalitás). Referencia- vagy háttérszintet is jelöl – amennyiben a talajok átlagos összetételének felel meg az országban – és függ a termőhelytől, lokálisan alacsonyabb vagy geológiai okokból magasabb is lehet. Szigorúan véve tehát az *A* minőség sem egy pont vagy érték, hanem inkább egy tartomány. A szennyezés növelésekor a multifunkcionalitás sérül, a korlátlan talajhasználat megszűnik. Az *A* feletti érték nem jelent automatikusan újabb vizsgálatokat a szennyezett területen. További vizsgálat akkor szükséges, ha fennáll az emberi egészség vagy a környezet veszélyeztetettsége. Lehetséges tehát, hogy az adott talajhasználat mellett még problémamentes a szituáció. Az *A*-érték egyben kívánatos célállapot lehet a szennyezett talajok tisztításához. Hangsúlyozni szükséges, hogy a háttérszintet lokálisan is meg kell határozni, hiszen a helyi *A*-értékhez viszonyítható a szennyezés mértéke.

*B* – minőség indikatív érték. A még tűrhető vagy tolerálható határterhelést jelöli multifunkcionalitás nélkül. A talajhasználat már korlátozott. Egyben speciális célértéke is lehet a talajtisztításnak, a tervezett talajhasználatához igazodva. Ha a *B*-értéket egy vagy több szennyező meghaladja, a veszélyt reálisnak tekintjük. További vizsgálat indokolt, míg a *B* szint alatt a mérlegelés dönt. A *B* szint felett sincs tehát automatikusan beavatkozás, talajtisztítás.

C – minőség az intervenció, beavatkozási határt jelenti. Azonnal részletes vizsgálatokat kell végezni és tisztázni a beavatkozás mikéntjét. Gondoskodni kell a lehetséges szennyezési utak megszüntetéséről izoláció, talajtisztítás által, vagy veszélyes hulladékként való eltávolítással. A C szint alatt a beavatkozás nem nyilvánul sürgősnek, végleges részletes analitikai térképezés később is elvégezhető. Itt is döntő a helyi megítélés és a tervezett jövőbeni hasznosítás.

Az A minőség azt jelentette, hogy a talaj normális összetételű, melyhez alkalmazkodott növény, állat, ember éppúgy mint a benne lévő mikroorganizmusok. A tolerálható B minőségnél feltételezzük, hogy a védendő objektumra nézve tartósan veszélytelen (élettartamát, teljesítményét, minőségét nem csökkenti) jelenlegi tudásunk szerint. Lakott körzetekben követelmény, hogy a káros anyag koncentrációja annál kisebb legyen, minél valószínűbb az emberbe/gyermekbe kerülésének veszélye szájon át vagy belélegzéssel. Takarmány- és élelmiszer-növények termesztésénél a növényi felvétel, ill. az ember és állat terhelése kerülendő el. A B-érték termőhely-specifikus, alkalmazásánál a növényi felvehetőség, kilúgzás, pH, humusz, agyag mennyiségét is tekintetbe vesszük. Összességében tehát a helyi körülmények és a jövőbeni hasznosítás alapján döntünk.

Amennyiben nincsenek külön határértékek a védendő objektumokra, a talajhasználat szerint differenciálunk. Lakott területen prioritást jelent az emberi egészség. Védendő azonban az élelmiszer- és takarmánynövények, növénytársulások, ökoszisztémák, talaj-víz, valamint a talajfunkciók is. Utóbbiak az élet fenntartását szolgálják, mint a talajnak a szűrő, megkötő és lebontó képessége, mely biztosítja az anyagok természetes körforgalmát, a víz és tápláléklánc tisztaságát megőrizve. A szennyezettebb C minőség arra utal, hogy minden védendő objektum veszélyeztetett, azaz mindenféle talajhasználati lehetőség megszűnhet. Olyan fito/zoo/öko/humán toxikológiai határkoncentráció, mely felett az alábbi károsodások léphetnek fel:

- a növények termése vagy minősége gazdaságilag már elviselhetetlen mértékben csökken, a káros anyagok mennyisége túllépi a megengedett természetes növényekben;
- az állati és emberi szervezetben egészségi károsodás vagy teljesítménycsökkenés áll elő. Az állati eredetű élelmiszerek károsanyag-tartalma túllépi a megengedett;
- az ökoszisztémák, helyi növénytársulások összetétele megváltozik;
- a talajfunkciók és a talajélet károsodása nyomon követhető.

A környezetvédelem gyakorlatában fontosak az ún. hasznosítási határértékek, melyek igen változatos területeket fognak át. Ilyen pl. a víz minőségét előíró szabvány a használatától függően (ivóvíz, öntözővíz, használati vizek, gyógyvizek stb.). Ezek az előírások, szabványok tágabban már területhasználati érdekeket reprezentálnak, területi prioritásokat fogalmaznak meg. A felszín alatti vizeknél ilyen hasznosítási értékek nincsenek, viszont a C1–C2–C3 beavatkozási határkoncentrációk a hazai jogszabályban a területek érzékenységet hivatottak figyelembe venni.

Számos ország gyakorlatában a határértékek nem differenciáltak a talajhasználat függvényében, mert a kockázatelemzésre bízzák a beavatkozás szükségességének megítélését a helyi viszonyok és a tervezett hasznosítás függvényében. Ezzel szemben a német gyakorlat részletesen differenciál. Erre például szolgálhatnak az EIKMANN és KLOKE (1991) által javasolt határértékek, melyet az 1. táblázat mutat be. Az ún. „berlini-lista” határértékei a szennyezett talajok és talajvizek megítélését segítik a vízvé-

1. táblázat

EIKMANN és KLOKE (1991) által javasolt határértékek a talajhasználat függvényében  
(mg/kg, összes tartalom királyvízben oldva)

	As	Be	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
<i>0. Multifunkció</i>										
A	20	1	1	50	50	0,5	40	100	1	150
<i>1. Gyermekjátszó</i>										
B	20	1	2	50	50	0,5	40	200	5	300
C	50	5	10	250	250	10	200	1000	20	2000
<i>2. Házikert, telek</i>										
B	40	2	2	100	50	2	80	300	5	300
C	80	5	5	350	200	20	200	1000	10	600
<i>3. Sportpálya, játszóterek</i>										
B	35	1	2	150	100	0,5	100	200	5	300
C	90	2	5	350	300	10	250	1000	20	2000
<i>4. Park, üdülőtérület</i>										
B	40	5	4	150	200	5	100	500	10	1000
C	80	15	15	600	600	15	250	2000	50	3000
<i>5. Ipari terület</i>										
B	50	5	10	200	300	10	200	1000	15	1000
C	150	20	20	800	1000	20	500	2000	70	3000
<i>6. Ipari fedett terület</i>										
B	50	10	10	200	500	10	200	1000	15	1000
C	200	20	20	800	2000	50	500	2000	70	3000
<i>7. Mezőgazdasági terület</i>										
B	40	10	2	200	50	10	100	500	5	300
C	50	20	5	500	200	50	200	1000	10	600
<i>8. Nem mezőgazdasági ökoszisztéma</i>										
B	40	10	5	200	50	10	100	1000	5	300
C	60	20	10	500	200	50	200	2000	10	600

A – Alapérték, szennyezetlen talajban érdemi antropogén hatás nélkül. A talaj sokoldalú, multifunkcionális használatra alkalmas. B – Tolerálható érték, melynél káros hatás sem rövid sem hosszabb távon nem jelentkezik. C – Toxikus érték, károsodik a védendő objektum (növény, állat, ember), ezért beavatkozás szükséges.

delmi prioritások szerint. Utóbbiak Berlin város és környéke vizsgálata ill. tisztítása során szolgáltak iránymutatónak (2. táblázat. In: VISSER, 1993).

Az általános határértékek segítik a hatóságot a gyors döntés meghozatalában, de gyakran nem differenciáltak a talajtulajdonságok szerint. Utóbbi, a helyi viszonyok ismerete teszi lehetővé az értelmes mérlegelést a szakember számára, melyre a kockázatelemzésnél kerül sor. Előfordulhat, hogy a kutatás nem tud ma még választ adni számos kérdésre, ugyanakkor a környezeti kár elhárítása nem tűr halasztást. Ilyen esetekben a biztonság elsődlegessége érvényesítendő. Minden esetben a környezet állapotának javítása a cél, hosszabb távon az ivóvíznek megfelelő minőség és a multifunkcionális használatra alkalmas talaj. Új létesítmények, technológiák esetén az elv alkalmazható, szennyezett területeken a célállapot elérését szolgáló beavatkozások ütemezhetők.

## 2. táblázat

A „Berlini-lista” határértékei a szennyezett talajok és talajvizek megítélésére, 1991  
(összes tartalom) (Beavatkozást igényelnek)

Elem jele	Talajban, mg/kg				Talajvízben, µg/l			Talajban* mg/kg
	Ia	Ib	II	III	I	II	III	
As	10	7	20	40	40	60	80	5
Cd	2	1.5	10	20	5	10	15	1
Cr VI	5	5	25	50	20	30	40	2.5
Hg	0.5	0.5	1	10	1	2	3	0.25
Pb	100	100	500	600	40	60	150	50
Cr	150	100	400	800	50	100	200	75
Co	100	100	200	300	50	150	200	50
Cu	200	100	500	600	40	60	150	100
Zn	500	300	2000	3000	1000	1500	2000	250
Ni	200	50	250	300	50	75	100	100
Sn	100	100	300	1000	40	100	150	50

Ia: Vízvédelmi terület; Ib: Érzékeny talajhasznosítású terület; II: Ősfolyam-völgyek; III: Felföldi síkságok. \*: Megtisztított talaj határértékei

Bemutatásra méltó a lengyel talajszennyezettségi osztályba sorolás, melyet néhány nehézfémre dolgoztak ki talajcsoportonként a hasznosítás függvényében. A 3. táblázatban megadott „összes” tartalmak a tápláléklánc védelmét szolgálják, így ezek a maximálisan megengedett koncentrációk kiskerti talajokban a legalacsonyabbak. A talajok három csoportját különböztették meg, úgymint savanyú és homokos; savanyú és közepesen kötött; agyagos vagy szerves anyagban gazdag és semleges talajok. Talán hazai viszonyaink között indokolt lehetne a „D” talajcsoport bevezetése is (kötött és humuszban gazdag meszes termőhelyek). A talajcsoportonként javasolt talajhasználat az alábbi az egyes szennyezettségi osztályokban Lengyelországban:

0. A szennyezetlen talajokon bármilyen növény termeszthető (multifunkcionális).

I. Enyhén szennyezett talajokon szántóföldi növénytermesztés folytatható, kivételt képeznek a gyermektápszerű szolgáló zöldségfélék.

II. Mérsékelt szennyezett talajokon a gabonafélék, burgonya, cukorrépa és a takarmánynövények művelése megengedhető. A leveles és gyökér zöldségfélék termesztése tilos.

III. A közepesen szennyezett talajokon fennállhat bármely növény szennyeződésének kockázata. Szükséges a káros elemek felvételét csökkentő agrotechnika (trágyázás, meszezés stb.), valamint az élelmiszer- és takarmánynövények minőségének gyakori ellenőrzése növényanalízissel. Ipari növények és fűmagtermesztés javasolt.

IV. Erősen szennyezett talajokon az élelmiszer- és takarmánynövények termesztése nem megengedett, különösen ha a termőhely savanyú és homokos. Javasolt az ipari növények elterjesztése alkohol, energia és ipari célú olaj nyerése céljából.

V. Az extrém szennyezett talajok mezőgazdasági hasznosításra alkalmatlanok, a művelés alól kivonandók. Lehetőség szerint talajtisztítást kell végezni e területeken. Bizonyos körülmények között, elsősorban meszes kötöttebb talajokon, ipari növények termeszthetők (lásd: IV. hasznosítása).



3. táblázat

Talajszennyezettségi határértékek nehézfémekre Lengyelországban a mezőgazdasági hasznosítás függvényében, talajcsoportonként (mg/kg száraz talajban, 0–20 cm réteg)  
(KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995)

Elem	Talaj-csoport	Talajszennyezettségi osztályok v. határkoncentrációk				
		0	I	II	III	IV
Cd	a	0,3	1	2	3	5
	b	0,5	1,5	3	5	10
	c	1	3	5	10	20
Cu	a	15	30	50	80	300
	b	25	50	80	100	500
	c	40	70	100	150	750
Ni	a	10	30	50	100	400
	b	25	50	75	150	600
	c	50	75	100	300	1000
Pb	a	30	70	100	500	2500
	b	50	100	250	1000	5000
	c	70	200	500	2000	7000
Zn	a	50	100	300	700	3000
	b	70	200	500	1500	5000
	c	100	300	1000	3000	8000

Talajcsoportok: a: gyengén és közepesen kötött talajok, pH 5.5 alatt; b: kötött és erősen kötött talajok, pH 5.5 alatt; c: agyagos és szerves anyagban gazdag talajok, pH 5.5-6.5.

Szennyezettségi osztályok: 0: szennyezetlen; I: enyhén szennyezett; II: közepesen szennyezett; III: jelentős szennyezés; IV: erős szennyezés (felettébb extrém szennyezés)

4. táblázat

Mikroelemek maximálisan megengedett tartalma néhány országban  
(Összes tartalom a szántott rétegben, mg/kg)  
(KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995)

Elem	Ausztria	Kanada	Lengyel-ország	Magyar-ország*	Anglia	Német-ország
Zn	300	400	300	300	150	300
Pb	100	200	100	100	50	500
Cu	100	100	100	100	50	50
Ni	100	100	100	50	30	100
Cr	100	75	100	100	50	200
As	50	25	30	10	20	40
Co	50	25	50	50	-	-
Mo	10	2	10	10	-	-
Be	10	-	10	10	-	10
Cd	5	8	3	2	1	2
Hg	5	0,3	5	1	2	10

Megjegyzés: Németországban erősen toxikusnak tekintett koncentrációk: Zn = 600, Pb = 1000, Cu = 200, Ni = 200, Cr = 500, As = 50, Be = 20, Cd = 5, Hg = 50 mg/kg

\* FM (1990)

Lengyelországban az ipari szennyezés óriási méreteket öltött az elmúlt évtizedekben, így kiterjedtebb kutatások folytak. A legtöbb országban, így hazánkban is, a növényi fejlődésre károsnak tekintett mikroelemek maximálisan megengedett tartalmát egyetlen határkoncentrációval jellemzik a hasznosítás figyelembevétele nélkül. Gyakran a talajtulajdonságoktól is eltekintenek, ebből adódóan a legérzékenyebb szituáció védelmében a határértékek alacsonyabban vannak megállapítva. Az egyes elemek ill. országok tekintetében hasonlóak vagy összevethetők ugyan a megadott értékek (límiték), de lényeges eltérések is előfordulhatnak, amint az a 4. táblázatban látható.

Mivel az adatok az „összes” becsült tartalomra vonatkoznak és az analitikai módszerek is eltérhetnek országonként, a táblázatos értékek csak iránymutató jelleggel bírnak. Annál is inkább, mert a növények számára „felvehető” frakciók meghatározása jelenthetné az igazi előrelépést, melyek szorosabb kapcsolatban vannak a növényi reakciókkal és a felvétellel. A „felvehető” frakciók kalibrálásához ma még részben hiányoznak a különböző talajokon elvégzett növénykísérletek, ezzel a kutatás még adós.

#### *A talajvédelmi szabályozás problémája*

Az utóbbi néhány évtizedben olyan talajszennyezésekkel kapcsolatban halmozódtak fel ismereteink, melyek a múltban keletkeztek ugyan, de a jelen generáció egészségét és környezetét veszélyeztetik. Az elmúlt mintegy 100 esztendő során számos anyag játszott jelentős szerepet gazdasági életünkben, melyekről kiderült, hogy mérgező, mobilis, nem bomló vagy a szervezetben felhalmozódó tulajdonsággal rendelkezik. Ehhez járultak a háborús körülmények és a laktanyákban ill. gyakorlótereken okozott szennyezések. A szennyezés méreteit és jelentőségét csak akkor tudjuk igazán megérteni majd, ha valamennyi vizsgálatra szoruló terület veszélyeztetettségét felmérjük. Az eddigi ismereteink szerint is több ezer többé-kevésbé szennyezett területtel rendelkezünk. Feladataink a fentiekből adódnak (VÁRALLYAY, 1990a,b; VERMES, 1992; KÁDÁR, 1995):

1. Szennyezésre utaló adatok gyűjtése, rendszerezése. Mivel hazánkban az állami tulajdonú (felelősségű) területek a meghatározóak, az információkat mielőbb meg kell menteni, hiszen azok elveszhetnek az idő múlásával, tulajdonosváltással.
2. Szennyezett vagy szennyezésre gyanús területek azonosítása, körülhatárolása, térképezése.
3. Szennyezett területek feltárása, vizsgálati eredmények értékelése.
4. Veszély megítélése és a területek szanálása, ill. a hasznosításnál az információk felhasználása.

A szennyezett területekkel kapcsolatos jogi és műszaki szabályozás hiányosságaira a volt szovjet laktanyák hívták fel a figyelmet. Nincsenek jogi normák a talajtisztításra, sőt a tiszta és szennyezett talaj egzakt fogalma sem meghatározott a hatósági eljáráshoz. A „szennyező fizet” elv sem érvényesíthető, hiszen utóbbi feltételezné a tényleges kár megállapítását az eredeti állapot visszaállításának költségeivel. Már amennyiben az eredeti állapot egyáltalán visszaállítható. A környezet elemeit azonban nem emberi kéz hozta létre és működését sem értjük átfogóan, így az „eredeti állapot” sem definiálható valójában sem természettudományi, sem jogi értelemben.

A hatékony jogi védelem és a bírságolás szempontjából is meg kell határozni a talajt érő káros szennyeződések fajtáit, határértékeit. A jognak fix pontra van szüksége az ítélethez, nem tűri a bizonytalanságot. A természettudományban ilyen fix pontok nem léteznek, hiszen a toxicitás, terhelhetőség, felvehetőség a talajtulajdonságok és az

elő szervezetek (faja, kora, állapota, ellenálló képessége stb.) függvénye. A helyi természeti és gazdálkodási viszonyok is módosító tényezők. Ebből adódóan előfordulhat, hogy valamely technológia ill. szennyezés engedélyezés szempontjából „nem káros”, a bírságolás szerint viszont igen. A szabályszerű engedély alapján épített tisztítóberendezés vagy növényvédelmi technológia nem mentesíti tehát az üzemelőt vagy tulajdonost a bírságfizetés alól károkozás esetén (KILÉNYI, 1979).

A kár tekintetében mutatkozó nagyfokú bizonytalanság annak tulajdonítható, hogy a jogi fogalom tartalmát voltaképpen nem jogi, hanem inkább fizikai, kémiai, biológiai tényezők határozzák meg. A talajszennyezést megállapító helyszíni vizsgálat egyben az államigazgatási eljárás része és olyan elsődleges bizonyítási eljárásnak tekinthető, amelyet a mért adatok és határértékek alapján követhet hatósági intézkedés. A szankcionálás ma még gyakran elmarad, mert az egyértelmű metodika, határértékek és azok értelmezésének jogi formába öntése nem megoldott. A hatékony védelem igényelné, hogy a jogalkotók már a korai szakaszban bekapcsolódjanak a határértékek és az irányelvek megfogalmazásába, a szabványügyi grémiumok munkájába, az irányelveket előkészítő bizottságokba.

A legkorszerűbb számítógépekkel összekapcsolt automata mérőrendszerek (levegő, víz, talaj monitoring) vajmi keveset érnek a szükséges jogi keretek nélkül. A jogi szabályozásba mind a hatásköri, mind a technikai háttérnek az írott szabályokba (eljárási előírások) foglalása és a kényszerítő büntető szankcióknak a kimunkálása is beletartozik. A jogi szabályozás tárgya lehet a levegő, víz, talaj, növény, állat. A védelem ugyanakkor differenciált védekezést jelent a helyi környezeti jellemzők alapján, mert amint utaltunk rá, időtől, helytől, körülményektől független határértékek nincsenek. A védendő objektumokat, térségeket kategorizáljuk és más bírságot javasolunk a különös védelemre szoruló körzetekben és talajokon.

A szennyezés okozta károk becslése számos nehézségbe ütközhet, mert

- az okozati összefüggések nem egyértelműek és nem közvetlenek;
- az okozott károk ritkán fejezhetők ki pénzben;
- nehéz felderíteni mind a károkozók, mind a károsultak körét.

Alapvető lesz a terület-specifikus kockázatelemzés, melynek eljárásait számos ország környezetvédelmi hatósága szabványosította. Célja meghatározni a kockázat mértékét, melyet a szennyezés előidézhet az emberi egészségben, természetben vagy vagyontárgyakban. Mindez sok, részletes vizsgálatot igényel, beleértve a szennyezési utak feltárását is. Ezért bizonyulhat olcsóbbnak a talajtisztítás csekély terjedelmű szennyezés esetén, mint a részletes kockázatvizsgálat. Az érintettek igényeit is az egyszerűen ellenőrizhető talajcsere, talajtisztítás elégítheti ki (lakott területeken).

#### *A nehézfém-kutatások specifikumáról*

A környezetterheléssel kapcsolatos mikroelemek vizsgálata nem tekint hosszú múltra vissza. A kísérleteket gyakran csíranövényekkel végezték tápoldatos vagy homokkultúrában. Ezek az inkább élettani-toxikológiai tesztek ugyanúgy elvégezhetők Tokió vagy Budapest laboratóriumaiban. Az eredmények reprodukálhatók, általános érvényűek és így az azokból levont következtetések megjelennek a szélesebb nemzetközi irodalomban, magas citációs indexet mutatva. Valóban, a sejt működése, a membránon történő ionfelvétel mechanizmusa, vagy a tápoldaton nevelt csíranövény toxicitása nem hordoz lokális jelleget.

E vizsgálatok szerint pl. az 1–2 ppm körüli Cd-tartalom a közegben (vizes tápoldatban) károsnak mutatkozott bizonyos faj csíranövényeinek fejlődésére. A tápoldatos módszer ill. közeg azonban nem természetes a szárazföldi növény számára, növény-termesztésünk a talajon folyik. Szántóföldi termesztésnél a kadmium viszont nem tekinthető mérgezőnek a növények számára, a termés még a többszáz ppm tartalmú talajon sem feltétlenül csökken. Kérdés persze, hogy az ilyen szennyezett talajon hogyan alakul a növények Cd-felvétele és ezáltal a tápláléklánc Cd-terhelése? Nos megállapítható, hogy a felvétel a termőhelyi viszonyoktól (talajtulajdonságok, gazdálkodás, éghajlat stb.) függ, tehát lokális jelleget hordoz. A holland poldereken megállapítottak egyáltalán nem érvényesek pl. a magyar meszes csernozjomra (KÁDÁR, 1995).

A természeti erőforrásokhoz (talaj, víz, éghajlat, föld), ill. a bioszféra elemeihez és ezen keresztül a környezetvédelemhez kapcsolódó kutatások bizonyos specifikummal rendelkeznek, a nemzeti tudományok (Hungaricum) körébe tartoznak. Létezik ugyanis magyar talaj, valamint földtani, hidrológiai, éghajlati, agronómiai–gazdálkodási környezet. Eltérő a hőmérséklet, csapadék mennyisége, napsütéses órák száma, a talajok és növények összetétele, vizeink minősége stb. Részben más növényeket termesztünk és másképpen gazdálkodunk, hiszen talajaink termőhelyenként is más-más tulajdonságokkal rendelkeznek, más az összetételük, szerkezetük, víz- és hő-, ill. tápanyagforralmuk. A kutatás szemszögéből az alábbiakat kell kiemelni:

1. Az eltérő természeti, talajtani, vízrajzi, éghajlati, gazdálkodási stb. körülmények között nyert összefüggések és kutatási eredmények közvetlenül nem vihetők át más helyre, mert adataik részlegesen érvényüket veszítik, ill. félrevezetők.

2. A természeti erőforrásainkhoz kapcsolódó hazai kutatások helyettesíthetetlenek, mert másutt és mások által nem végezhetők el. Ezzel szemben a „tisztá alaptudományok” (élettan, biológia, matematika, fizika stb.) törvényszerűségei bárhol megismerhetők és feltárhatók, igazságai általános érvényűek. Szükségszerűen a nagy és gazdag országok jeleskednek művelésükben.

3. A természeti erőforrásainkkal összefüggő kutatásokra gazdasági döntések, hazai szabványok, környezetvédelmi intézkedések, hasznosítással kapcsolatos szaktanácsadási és gazdálkodási eljárások épülnek. A vizsgálatok eredményei közvetlenül hasznosíthatók, ill. ezen alkalmazott kutatások minősége és mennyisége határozza meg a gazdasági döntések, szaktanácsadás, összességében a gazdálkodás hatékonyságát és ezzel az ország anyagi jólétét.

4. Mivel konkrét nemzeti problémákból táplálkoznak, nyelvük nemzeti, folyóirataik döntően magyarul jelennek meg, olvasótáboruk és eredményeik hasznosítói is itthon találhatók. A lokális jellegből adódóan e munkák citációs indexe és impakt faktora alacsonyabb.

#### *A nehézfém-kutatások feladatai Magyarországon*

A bevezetett nehézfémterhelési irányszámok és szabványok tájékoztató jellegűek, nem kellően megalapozottak. A hazai kutatás még nem tudott választ adni a legfontosabb kérdésekre, ilyen átfogó kutatások nem folytak hazánkban. Sajnos az érdemi komplex kísérletes vizsgálatok jórészt nemzetközi szinten is hiányoznak, így nem szolgálhatnak útmutatással a jelenségek általános megértésében. Az Európai Közösség (EK) által javasolt irányszámokat és terhelési határértékeket folyamatosan revideálják az újabb kutatások tükrében. Legfőbb hiányosságuk, hogy a toxikológiai jellemzők egzakta szárazföldi tartamkísérletekben nem, vagy nem kellően alátámasztottak.

Amilyen mértékben gyarapodnak majd ismereteink és tapasztalataink idővel, olyan mértékben lesznek pontosíthatók azok a gazdálkodási és szaktanácsadási előírások, szabványok és irányelvek stb., melyek a nemzetgazdaság egészének jövőjét megalapozzák. Általánosan elfogadott pl. a nemzetközi agronómiai irodalomban, hogy a műtrágyázási szaktanácsadás hatékonyságát (prognosztikai erejét, találati pontosságát) az adott ország vagy régió háttérkutatásának mélysége és részletessége szabja meg. A szaktanács nem vihető át, a határértékeket minden országban kalibrálni kell szabadföldi kísérletekben a helyi (talaj, éghajlat, gazdálkodás, növényfaj stb.) viszonyok függvényében az egyes elemekre és talajvizsgálati módszerekre. Ipari technológiák többé-kevésbé felépíthetők és működtethetők egy fejlődő országban, a kutatások és a szaktanácsadás alapelvei, ill. kémiai módszerei is átvehetők, a határértékek kalibrálása és az összefüggések megállapítása azonban nemzeti kutatásokat igényel. Ez a legfőbb oka (a saját háttérkutatás hiánya), hogy bukásra ítéltetnek a fejlett országokban bevált eljárások a fejlődő világban.

A hazai környezetvédelmi vizsgálatoknak konkrét (számszerű) adatokat kell szolgáltatni mielőbb az alábbi, elméleti és gyakorlati szempontból egyaránt fontos kérdések megválaszolására:

1. Fontosabb szennyező elemek forgalma Magyarországon, talajt érő terhelések és az elemek mérlegei (bevétel és a kiadás forrásai, mennyiségi viszonyai).

2. A talajba jutó szennyezők közül melyek akkumulálódnak a szántott felső rétegben, melyek mosódnak ki és veszélyeztethetik ivóvízeinket?

3. Mikor következik be a növény károsodása (fitotoxicitás), a termés és a minőség romlása? Melyek a főbb hazai talajok és növények terhelhetőségi maximumai?

4. Milyen mértékben kerülnek be az egyes elemek a táplálékláncba?

5. Mely termőhelyek, talajok, vízbázisok, növények, állatok a leginkább veszélyeztetettek? Mit tegyünk a leginkább védelemre szoruló objektumok (ill. az ember) megőrzése érdekében?

6. A már elszennyeződött területeken milyen technikát, eljárást, vetésforgót, gazdálkodást kell alkalmazni, hogy a káros elemek ne jussanak ki a talaj–növény rendszerből?

7. Mennyiben tárhatók fel az eddigi szennyeződések hatásai, ill. mennyire mérhető vagy becsülhető a korábbi szennyezés mértéke utólag? Illegális és legális hulladéklerakók, szennyvíziszap-elhelyezési területek stb. minősítése egzakt kémiai módszerekkel hogyan történjen?

8. Hol, hogyan és mikor kell talajcserét végrehajtani? A nem mezőgazdasági hasznosítású szennyezett területeken milyen mérvű talajtisztítást kell végezni ahhoz, hogy a biztonságos élelmiszertermelés feltételeit megteremtsük?

Összességében tehát olyan terhelési, toxicitási határkoncentrációk megállapítására van szükség (külön a levegőre, talajra, vízre, növényre, állatra és emberre), melyek biztonsággal orientálják a gazdálkodást, szaktanácsadást, valamint szolgálják a környezet védelmét, az ezzel kapcsolatos hatósági tevékenységet. A tápláléklánc vizsgálatában a természetes körülmények között végzett szabadföldi kísérletek alapvetőek. A kísérletek tervezése, beállítása és végrehajtása nagy körültekintést igényel, hiszen folytatásuk csak tartamjelleggel képzelhető el, 1–2 éves munka nem elegendő.

A kutatások hosszútávú vizsgálatokat feltételeznek. A felhasznált nehézfémek rendkívül költségesek és nem távolíthatók el a talajból. A beállított kísérletek nem szüntethetők meg egyszerűen és egy csapásra, mint a hagyományos tápelemekkel vég-



zett műtrágyázási kísérletek. Olyan területeket kell választani, ahol a talajvíz mélyen van, a környéken nincs település, az állatok kerítéssel kizárhatók, valamint a szennyezett talaj elhordás (szél- és vízerózió) ellen védett. A kísérletben végzett agrotechnikai beavatkozások, mintavételek stb. szigorú biztonsági követelmények betartását ill. betartatását igénylik, melyek csak professzionális kutatóhelyeken biztosíthatók.

Hazai viszonyaink között talajaink közel fele meszes, fele savanyú kémhatású a szántott rétegben. A kémhatás mellett a talajok kötöttsége ill. agyagtartalma is meghatározó a nehézfémek és tápelemek viselkedése szempontjából. A kötöttséggel ill. az agyagtartalommal, valamint az aciditási viszonyokkal a talajtulajdonságok egész komplexuma változik. Más lesz ebből adódóan az elemek felvehetősége, megkötődése, kimosódása stb. A hazai kísérletes vizsgálatokat tehát legalább 4 termőhelyre kellene elvégezni, melyek magukban foglalják a meszes és savanyú, valamint a homokos és kötöttebb vályogtalajokat. E célból 1991-ben meszes vályog csernozjomon (Mezőföld), 1994-ben savanyú kötött erdőtalajon (Mátraalja), 1995-ben meszes homoktalajon (Duna-Tisza köze) állítottunk be szabadföldi kisparcellás tartamkísérleteket.

#### *A kutatások által lefedetlen területek, hiányosságok*

Amint láttuk, sajnos nem vizsgálunk minden elemet minden termőhelyen. Hiányzik a savanyú homoktalajra tervezett kísérlet. Megjegyezzük, hogy a savanyú, koloidszegény homoktalajok a legérzékenyebbek a környezeti terheléssel szemben. A Nyírségben ehhez még az is hozzájárul, hogy a talajvíz általában közel helyezkedik el a felszínhez. A holland és német tapasztalatok zöme hasonló talajviszonyokon született, határértékeikben ez a körülmény tükröződik vissza. A szabadföldi kísérletek 4. tagja (savanyú homoktalaj) mielőbbi indítást igényel, hisz minden évben nő a lemaradásunk e téren.

Jelenlegi ismereteink szerint, és ezek az ismeretek bővülnek, csaknem két tucat elem fejthet ki káros hatást a felszín alatti vizekre. A hagyományos makrotápelemek közül a N, P, S és vegyületeit emelhetjük ki. A mikroelemek közül pedig a kormányrendelet tervezetében is szereplőket: Ag, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Te, Ti, Tl, U, V, Zn. Újabban gyakran emlegetik a Li, W, Zr elemeket, valamint régóta ismert szennyező lehet az Al, F, Mn. A hagyományos agronómiai kísérleteinkben vizsgáljuk a N, P, S makroelemek, valamint a Mn, Zn, Cu, B, Mo esszenciális mikroelemek hatását a talajra és növényre. Az agronómiai célú kísérletek azonban nem terhelési kísérletek, eredményeik nem adnak választ a környezetszennyezés által felvetett kérdésekre. Nem céljuk a káros terhelési szintek modellezése.

A hazai talajtani adottságokból valamint az ország szennyezettségi helyzetéből kiindulva a KTM Talajvédelmi Szakértői Bizottságának ki kell jelölnie azon elemeket, szennyezőket, meghatározva veszélyességi sorrendjüket, amelyek a kutatási prioritásokat megfogalmazhatják. Mielőbb ismereteket kell szereznünk a főbb szennyezők talajbani mozgásáról, átalakulásairól, nyomon követésük technikájáról. Hazai szabadföldi kísérletek és tartamjelleggel folyó vizsgálatok nélkül határértékek nem állapíthatók meg, kármegelőzés és kármentesítés hatékonyan nem végezhető. Mivel a talajok megkötő képessége véges, egy adott terhelési szint felett áteresztővé válnak. A legszennyezettebb ipari körzetek talajaiban akár 1 m mélységben is nagyságrendekkel nőhet pl. az Pb mennyisége, melyet nem mobilisnak ismerünk. Az extrém szennye-

zéseket szintén sokoldalúan kellene vizsgálni és értékelni esettanulmányok keretében, hiszen a terhelési kísérletek minden előforduló szituációra nem adhatnak választ.

*A talaj–növény–állat tápláléklánc kísérletes vizsgálatának némely problémája*

A nehézfémekkel és egyéb szennyező elemekkel végzett rövid tartamú állatetetési kísérletek zömében természetellenesen nagy adagokat/terhelést alkalmaznak általában oldható sók formájában. Ilyen szituáció a normális táplálkozás során nem fordul elő, eltekintve az akut mérgezéssel járó balesetektől. A tápláléklánc terhelése a szennyezett környezetben ill. talajon termő növény útján történik hosszú időn át, és nem oldható sókkal, hanem a légköri ülepedéssel növényre került, valamint a talajból felvett és biológiailag beépült szennyezők formájában. A talaj–növény–állat tápláléklánc vizsgálata során ismernünk kell, hogy a talajba került elemek milyen mechanizmusok útján és milyen mennyiségben jutnak a növényi részekbe, onnan pedig az állatba (emberbe).

Olyan hosszú tartamú etetési kísérletek szükségesek, melyek az állat egész produktív élettartamára kiterjednek, a természetes módon szennyezett takarmány hatását, azaz a biológiailag beépült elemek befolyását az egészségre, takarmány-értékesülésre, teljesítő képességre, állati termék minőségére egyaránt figyelembe veszik. Ily módon a szennyezett táplálék potenciális veszélye az emberre is jobban megítélhető. A talaj–növény–állat tápláléklánc összekapcsolt együttes kísérletes vizsgálata azonban számos nehézségbe ütközik:

1. A szennyező mikroelemekkel és toxikus nehézfémekkel végzett vizsgálatok zöme tápoldatos és tenyésztéskísérleteket takar, melyek nem adnak elégséges növényi anyagot a takarmányozási kísérletek számára.

2. A szabadföldi kisparcellás tartamkísérletek rendkívül költségesek. Ez igaz a hosszú tartamú állatetetési vizsgálatokra is, melyeket sokirányú kórbonctani, kórélet-tani, anyagforgalmi stb. kutatásokkal kell kiegészíteni.

3. A szennyezők egy része szabadföldön kevéssé akkumulálódik a takarmányul szolgáló növényben vagy növényi részben, így érdemi terhelési vagy anyagforgalmi vizsgálat sem végezhető. Ez a szituáció fennállt az Al, ill. részben a Cd elemeknél meszes talajunkon, mely indokolta az  $AlCl_3$ - és  $CdSO_4$ -sókkal végzett állatetetési/terhelési kísérleteinket.

4. A hagyományos struktúrában elkülönül a talaj–növény, valamint a növény–állat rendszer kutatása. Külön dolgozik a növénytáplálási, valamint a takarmányozási szakember, intézmény.

5. Az említett kutatási programok több kutatóhely, számos tudományszak harmonikus és tartós együttműködését feltételezik. Biztosítani kell a csoportmunka anyagi, személyi feltételeit, hosszútávú pénzügyi stabilitását, szakmai vonzerejét, egyének kutatói szabadságát és szakmai érvényesülését stb. Főképpen azonban a kísérleti és laboratóriumi hátteret.

A szennyező mikroelemek egy része kevéssé mobilis a talaj–növény vagy a növény–állat rendszerben, esetleg mindkettőben. A talajból néhány vagy néhány tized % kerülhet be a növénybe. A növénybe épült szennyezőkből a takarmány emésztésekor néhány százaléknyi jelenik meg az állati testben, szövetekben. Az egyébként is nyomokban jelenlévő elem kimutatása nem könnyű, csak az újabb analitikai technika és nagytisztaságú vegyszerek tették lehetővé figyelemmel kísérésüket a tápláléklánc egé-

szében. Egy ilyen nagyszabású kísérletet ismertetett HINESLY munkatársaival (1985) a Illinois Egyetemen.

A kísérletet White Leghorn csirkékkel végezték. A 3 Cd-terhelési szintet a 0,1, 0,6 és 1,0 ppm Cd-tartalmú takarmány jelentette, melyet a szennyvíziszappal kezelt (200 t/ha száraz anyag) talajon nőtt kukorica és szója szemterméséből nyertek. A kezeléseket 4 ismétlésben állították be 12 állatcsoporttal, csoportonként 25, azaz összesen 300 naposcsibével. A takarmányhoz a szokásos módon és formában adtak vitaminokat és ásványi sókat, kiegészítőket. A 3 Cd-terhelési szintet az indító, nevelő és tojótáp egyaránt tartalmazta. A vizet és a takarmányt az állatok ad libitum fogyasztották. Random mintavételre került sor 8, 20, 50, 72 és 80 hét után, a 8. és 50. héten ismétlésenként (csoportonként) 4–4 állatot véreztettek el és boncoltak fel kémiai elemzésre, ill. patológiai vizsgálatokra.

A Cd-terhelés nem befolyásolta az állatok étvágyát, fejlődését, súlygyarapodását, tojástermelését, a tojások súlyát, a héj minőségét. A tojásfehérje és -sárgája Cd-tartalma a 0,06 ppm kimutathatósági határ alatt maradt. A méshéj 0,1 ppm körüli Cd-koncentrációja a koral nőtt és 0,3 ppm fölé emelkedett az 54. héten, de nem függött össze a kezeléssel. Az agyvelő, izom és toll Cd-készlete sem függött a kezeléstől, statisztikailag szintén nem volt bizonyítható a szív és tüdő Cd-tartalmának emelkedése. A Cd-terhelés tükröződött viszont a patkóbél, hasnyálmirigy, lép és zúzógyomor összetételében, maximumát érve el a vese és máj szöveteiben. A máj 1–2 ppm koncentrációja a 80. héten 6–8, a vese 2–4 ppm Cd-koncentrációja a 80. héten 60–70 ppm értékre emelkedett a koral és a nagyobb terheléssel. Az Pb-tartalom a szervekben 0,6 ppm alatt volt, de a tollban 4–13 ppm között ingadozott.

Az idézett szerzők szerint a biológiaiilag beépült Cd éppúgy felvehető az állat számára, mint a Cd-sók. A csirkék 1–2 %-át tartották vissza a takarmánnyal felvett mennyiségnek, melynek 60 %-át a vesében mutatták ki. A Cd-sókkal végzett etetési kísérletek eredményei akkor fogadhatók el, amikor a Cd-koncentráció a takarmányban nem haladja meg a természetes szintet, melyet a még egészséges növényben találunk. Továbbá a táp esszenciális elemekkel megfelelően ellátott legyen, mert szükséges az elemek egyensúlyát is biztosítani a takarmányban, ill. a felszívódás során. Az 1 ppm alatti Cd-terhelést nem tekintik károsnak a baromfira, hiszen az állatok egészsége nem károsodott és teljesítményük sem csökkent.

Feltehetően az emberre sem jelent potenciális veszélyt az ilyen szennyezett talajon termelt takarmány, hiszen az állati termékek (a tojás és a legtöbb szerv) nem mutattak akkumulációt. Jelentősebb mennyiség a vesében dúsult, részben még a májban. E belsőségek rendszeres és tartós fogyasztása valóban növelheti az emberi szervezet terhelését. Talán célszerű lenne Cd-mentes diétára fogni az állatokat az értékesítés előtti hetekben és a vesét hulladékként kezelni. A szerzők még megjegyzik, hogy a természetes körülmények között tartott halakban, sertések májában sem kevesebb a Cd.

### Összefoglalás

A mezőgazdaság alapvető érdeke a környezetterhelés csökkentése, ezért az agrárszférában tevékenykedőknek minden területen (ipar, közlekedés, települések) támogatniuk kell a környezetvédelmi erőfeszítéseket. A korábban gyakran tapasztalt szembenállásnak nincs létalapja. Az energaintenzív pályáról a zártabb ökológiai gazdálkodásra való átállás nemcsak a mezőgazdasági szennyező források radikális csökken-

tését eredményezheti, hanem a kiszolgáló ágazatokban is drasztikusan mérsékelheti a környezet terhelését, úgymint a nehéziparban, mezőgazdasági gép- és járműiparban stb. A szűkebben vett *szakmai intézkedéseket* az alábbiakban kíséreljük meg áttekinteni:

1. A termőföld mennyiségi és minőségi védelmét biztosító jogszabályok és előírások további szigorítása és végrehajtásuk helyszíni ellenőrzése.

2. Az állatsűrűség és a trágyatermelés korlátozása a pontszerű szennyeződések elkerülése és a fokozottan védett területek (Balaton, kiemelt vízvédelmi körzetek stb.) megőrzése érdekében.

3. A műtrágyák és növényvédők szerek állami támogatása helyett azok jövőbeni adóztatása.

4. Kémiai növényvédelem alkalmazása csak kifejezetten kárelhárító jelleggel és szakmai felügyelettel történhet. Az ún. „technológiába iktatott védekezés”, ha kell ha nem alapon, kerülendő és üldözendő.

5. A szennyezett területeken (ipari körzetek, nagyvárosok az autópályák mentén) közvetlen fogyasztásra termelt növények forgalmazásának és fogyasztásának tiltása. Felülvizsgálandó a Budapest lakosságát jórészt kiszolgáló zöldségtermelő gyűrű funkciója, hozzájárulása a főváros lakosságának terheléséhez, egészségügyi helyzetéhez.

6. A környezeti feltételeknek megfelelő táblaméretek és üzemméretek, valamint agrotechnika visszaállítása, melyek a talajpusztulást lehetetlenné teszik. Az emberi léptékű üzemeknek és tábláknak legyenek gazdái, olyan tulajdonosai, akik érzelmileg is kötődnek hozzájuk és hosszútávú védelmükben, a talaj megőrzésében személyesen is érdekeltek.

7. Végül olyan új szaktanácsadási módszer és rendszer létrehozása, mely a tudomány eredményeit és az ökológiai alapelveket alapul véve biztosítja a környezet-kímélő gazdálkodás feltételeit.

*A környezetvédelmet érintő kutatási prioritások közül vázlatosan kiemelhető:*

– A főbb hazai talajok és növények háttér-szennyeződésének számbavétele.

– A talajokat és növényeket terhelő szennyező források (atmoszférából származó nedves és száraz ülepedés, közlekedés, műtrágyák, szerves trágyák, peszticidok, öntözés stb.) hatásának vizsgálata.

– A káros elemek talajban és növényben történő akkumulációjának, valamint mobilizálásának vizsgálata. A növényi felvehetőséget befolyásoló agrotechnikai beavatkozások (mint a trágyázás, meszezés, művelés stb.) kölcsönhatásainak megismerése.

– Talaj- és növényvizsgálati határkoncentrációk megállapítása eltérő szituációkban (talajtulajdonságok, növényfaj, tápláltság, antagonizmusok stb.). A talajok és növények környezeti stresszel szembeni ellenállóképessége növelésének módjai.

– A káros elemek forgalmának becslése (mérlegei), országos szinten a hosszú távú folyamatok előrejelzése az országos szintű áttekintés ill. beavatkozás céljából.

– A talaj-növény-állat(ember) tápláléklánc vizsgálata egzakt szabadföldi kísérletek, valamint az arra épülő takarmányozási-etetési vizsgálatok alapján.

Meg kell határozni a különböző talajok megengedhető „összes” károsanyag-tartalmát, egységes módszertant alkalmazva. A forgalmazott trágyaszerek összetételének ismeretében (műtrágyák, szerves trágyák, szennyvíziszapok, talajjavítók stb.) előírható a felhasználás korlátozása és a terhelési érték a talajtulajdonságok függvényében. Ismernünk kell talajaink oldható ill. felvehető elemtartalmát. Tudatában kell lennünk, hogy a határkoncentrációk csak a talajtulajdonságok függvényében értelmezhetők. A

korábban oldhatatlan (immobilis és ezért nem mérgező) frakció oldhatóvá és mérgezővé válhat, amennyiben pl. a talaj elsavanyodik. A talajelemzési adatok és az összefüggések ismeretében ilyenén változások előrejelezhetők és kiküszöbölhetők (VÁRALLYAY, 1990; NÉMETH et al., 1994; MOLNÁR et al., 1995).

A káros elemek és nehézfémek egy része felhalmozódhat a növényben vagy a növény felületén anélkül, hogy annak fejlődését károsítaná. A növényevő állat vagy az ember számára mindez veszélyt jelenthet. Meg kell állapítani tehát a felvehetőséget az ember és az állat számára elemenként és állatfajonként. Esetenként a növényevő állat nem károsodik kimutathatóan a terheléskor, de valamely szervében a káros elem nagymértékben feldúsulhat. A tápláléklánc végén álló ragadozók és az ember számára ez a gyakran nagyságrenddel megnövelt koncentráció már igen veszélyessé válhat tartós fogyasztás esetén. A fogyasztandó termékekre és az ivóvízre meghatározzák ezért a káros elemek beltartalmi határértékeit, valamint a napi fogyasztási normákat is.

A környezetvédelem igényei szükségessé teszik, hogy az elkülönült szaktudományok képviselői átlépjék eddigi tevékenységük határait és közösen vizsgálják az összetett jelenségeket, ahogy azok a természetben megnyilvánulnak. Enélkül az egész, a valóság nem ismerhető meg. Az interdiszciplináris megközelítés a rokon természettudományok részvételén túl a társadalomtudományok (jog, közgazdaságtan) részvételét is igényli. Az együttműködés lassan jön létre, feltételei nehezen teremthetők meg és nem önmaguktól.

A környezetvédelem feladatai összehangolt tevékenységet igényelnek és össz-társadalmi érdeket fogalmaznak meg, ezért az állami tevékenység részét képezik. Egyedül az állam képes a központi szabályozásra, a megfelelő hatósági feladatok el-látására. A kielégítő működés feltételeihez (infrastruktúra) kell sorolnunk többek kö-zött:

- a megfelelő intézményi háttérrel, egységes irányítást;
- a megfelelő laboratóriumi hálózatot, egységes műszerparkot;
- a megfelelően kiképzett személyi állományt.

A költségeket döntően az államnak kell viselnie, beleértve a szaktanácsadás terheit is.

A gazdálkodás magas szintű ismereteket igényel, ezért folytatása némely nyugat-európai országban vizsgához vagy diplomához kötött. A gazdát segíti az állam a szak-tanácsadáson keresztül, mely az útmutatásokon túl korlátokat is előírhat és ellenőrzési funkciót is elláthat.

### Irodalom

- ADRIANO, C. D., 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer Verlag. New York–Berlin.
- ALTLASTEN-KOMMISSION NRW, 1989. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Band 2. Anwendbarkeit von Richt- und Grenzwerten aus Regelwerken anderer Anwendungsbereiche bei der Untersuchung von Altablagerungen und Altstandorten. Landesamt für Wasser und Abfall NRW. Düsseldorf.
- BLUM, W. E. H., 1990. Soil Pollution by Heavy Metals. 6th European Ministerial Conference on the Environment. Council of Europe. Strasbourg.
- BOWEN, H. J. M., 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press. New York.
- CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém-szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szak-irodalmi szemle. Akaprint. Budapest.



- EIKMANN, TH. & KLOKE, A., 1991. Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad)stoffe in Böden. In: Handbuch Bodenschutz. (Eds.: ROSENKRANZ et al.) 24–36. Erich Schmidt Verlag. Berlin.
- EIKMANN, TH. & KLOKE, A., 1993. Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden. 2. Überarbeitete und erweiterte Auflage. VDLUFA Schriftenreihe 34. VDLUFA Verlag. Darmstadt.
- FEKETE S., 1997. A talajt, növényt, valamint az állat és ember szervezetét terhelő káros elemek a táplálékláncban. MTA-AOTE. Jelentés. Budapest.
- FERGUSON, J. E., 1991. The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press. Oxford–New York–Seoul–Tokyo.
- Földművelésügyi Minisztérium, 1990. Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése. Ágazati Műszaki Irányelv: MI-08-1735-1990.
- GYÖRI D., 1975. A környezetvédelem talajtani vonatkozásai. Kézirat. BME Továbbképző Intézete. Budapest.
- GYÖRI D., 1984. A talaj termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- HINESLY, T. D. et al., 1985. Transfer of sludge-borne cadmium through plants to chicken. J. Agric. Food Chem. 33. 173–180.
- KABATA-PENDIAS, A. & ADRIANO, D. C., 1995. Chapter 4. Trace metals. In: Soil Amendments and Environmental Quality. (Ed.: RECHZIGL, J. E.). 139–167. Lewis Publishers. Boca Raton–New York–London–Tokyo.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H., 1984. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida.
- KÁDÁRI, 1992. A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁRI, 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁRI, 1998. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv 2. Környezetvédelmi Minisztérium. Budapest.
- KILÉNYI G., 1979. A környezetvédelem a jogalkotásban és a jogtudományi kutatásban. Magyar Tudomány. 2. 129–138.
- KOVÁCS, M. & PODANI, J., 1986. Bioindication: a short review on the use of plants as indicators of heavy metals. Acta Biol. Hung. 37. 19–29.
- KOVÁCS M. et al., 1982. A biológiai indikátorok információ tartalmának felhasználása Budapest környezeti viszonyainak értékelésére. MTA Biol. Oszt. Közlem. 25. 421–426.
- LAGA Arbeitsgruppe, 1990. Erfassung, Gefahrenbeurteilung und Sanierung von Altlasten. Informationsschrift. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall. Bonn.
- LÁNG I., 1974. A környezetvédelem nemzetközi és hazai vonatkozásai. Egyetemi jegyzet. Gödöllő.
- LISK, D. J., 1972. Trace metals in soils, plants and animals. Adv. Agron. 24. 267–325.
- MÉSZÁROS E., MOLNÁR Á. & HORVÁTH Zs., 1993. A mikroelemek légköri ülepedése Magyarországon. Agrokémia és Talajtan. 42. 229–242.
- MOLNÁR, E., NÉMETH, T. & PÁLMAI, O., 1995. Problems of heavy metals in Hungary. In: Heavy Metal. 323–344. Springer Verlag. Berlin–Heidelberg.
- NÉMETH, T. et al., 1993. Mobility of some heavy metals in soil–plant system studied on soil monoliths. Water Sci. Tech. 28. 389–398.
- NÉMETH, T. et al., 1994. Model experiments to assess the fate of heavy metals in soils. J. Environ. Geochem. Health. 16. 505–514.
- NRIAGU, J. O., 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. Nature. 338. 47–49.
- PAIS, I., 1991. Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? In: Cycling of Nutritive Elements in Geo- and Biosphere. (Ed.: PAIS, I.). 59–77. Proc. IGBP. Budapest.
- PURVES, D., 1985. Trace Element Contamination of the Environment. Elsevier. Amsterdam–Oxford–New York–Tokyo.

- SILLANPÄÄ, M., 1982. Micronutrients and the Nutrient Status of Soil: A Global Study. FAO Soils Bulletin. No. 48. Rome.
- SILLANPÄÄ, M. & JANSSON, H., 1992. Status of Cadmium, Lead, Cobalt and Selenium in Soils and Plants of Thirty Countries. FAO Soils Bulletin. No. 65. Rome.
- SZABÓ L., 1996. Mezőgazdasági termelés hatása a környezetre. In: Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. (Szerk: THYLL SZ.) 225–282. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- VÁRALLYAY, Gy., 1990a. Environmental problems of soils and land use in Hungary. Proc. Swedish-Hungarian Seminar on „Environmental Problems in Agriculture” (June 11–15, 1990) 129–168.
- VÁRALLYAY, Gy. 1990b. Chapter 3. Soil quality and land use. In: State of the Hungarian Environment. (Eds.: HINRICHSSEN, D. & ENYEDI, Gy.). 91–124. Hungarian Academy of Sciences – Ministry for Environment and Water Management – Central Statistical Office. Budapest.
- VÁRALLYAY Gy. & NÉMETH T., 1996. A fenntartható mezőgazdaság talajtani-agrokémiai alapjai. MTA Agrártudományok Osztálya Tájékoztatója (1995). 80–92. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- VERMES L., 1992. Hulladékgazdálkodás. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- VESTER F., 1982. Az életben maradás programja. Gondolat. Budapest.
- VISSER, W. J. F., 1993. Contaminated Land Policies in Some Industrialized Countries. Technical Soil Protection Committee. The Hague. The Netherlands.

*Érkezett: 1998. december 10*

KÁDÁR IMRE

MTA Talajtani és Agrokémiai  
Kutató Intézete, Budapest